February 1995
(edited April 1995)

Radiological Characteristics

Guidelines

The maximum acceptable concentration: (MACs) for selected radionuclides (both natural and artificial) in drinking water are presented in Table 1. They are derived from a 50-year committed effective dose of 0.1 millisievert (mSv) from one year's consumption of water and are expressed in activity concentration units of becquerels per litre (Bq/L). Recommended screening levels for radioactivity in water samples are 0.1 Bq/L for gross alpha radiation and 1 Bq/L for gross beta radiation.

The derivation of radiological guidelines conforms to international radiation protection methodologies. The approach accounts for the total lifetime exposure that will result from any radionuclide ingested in one year, based on its retention in human tissue. Guidelines for radionuclides are derived differently from those for microbiological and chemical/physical parameters in drinking water. Health Canada has established a committee to re-evaluate the approaches used in deriving microbiological, chemical/physical and radiological guidelines.

Identity, Use and Sources of Exposure in the Environment

Radionuclides are found in the environment as naturally occurring elements and as products or by-products of nuclear technologies (artificial radionuclides).

Natural Radioactivity

By far the greatest contribution to the average public radiation exposure comes from radioactive elements in the Earth's crust and from natural radioactivity originating in deep space. Natural sources contribute on average more than 98% of the human radiation dose, excluding medical exposures.[1] The global average dose from natural sources has been estimated to be about 2.4 mSv*/year[1]; this can be compared with an estimate of 2.6 mSv/year for Canada.[2]

Exposure from natural sources is both external, from direct cosmic and terrestrial radiation, and internal, from inhalation and ingestion of cosmogenic and terrestrial radionuclides found in air, water, food and soil. The major sources of radiation are the long-lived terrestrial (primordial) radionuclides and the secondary radionuclides produced by their radioactive decay. These radionuclides belong principally to three decay chains — the uranium, thorium and actinium series — and are ubiquitously present in low concentrations in soil and water as a result of weathering and erosion of rock. The most important source of internal exposure is the short-lived decay products of radon,† a gaseous element formed in the uranium decay series. Potassium-40, a non-series primordial radionuclide, is also a major contributor to both internal and external exposure. However, as the absorption of elemental potassium by the body is under strict homeostatic control and is therefore not influenced by variations in environmental levels, ^{40}K is not considered further in these guidelines.

Additional but minor contributions to exposure come from the remaining non-series primordial radionuclides, primarily ^{87}Rb,‡ and the cosmogenic radionuclides produced in the atmosphere by the interaction of cosmic rays with atmospheric argon, oxygen and nitrogen.[1] Cosmogenic radionuclides are removed to the Earth by atmospheric mixing, precipitation scavenging and gravitational settling. The four cosmogenic radionuclides that contribute a measurable dose to humans are ^{14}C, ^{3}H (tritium), ^{22}Na and ^{7}Be. The total annual contribution from cosmogenic radionuclides is about 12 μSv; most of this comes from ^{14}C received internally.[1]

External radiation accounts for about one-third of the total background dose. The average annual contribution from all internally deposited natural radionuclides is on the order of 1.6 mSv, of which about 1.1 mSv results from inhaled radon decay products.[1] The

*Sievert (Sv) is the unit of dose. It replaces the old unit, rem (1 rem = 0.01 Sv).

†As the major dose to the body from radon and its decay products is through inhalation, a guideline for radon is the subject of a separate criteria summary in the Supporting Documentation.

‡See Table 1 for radionuclide symbols.

remainder is from ingestion of other radionuclides in food and drinking water. Actual individual exposures to background radioactivity in air, food and water are, however, highly variable and depend on numerous factors, including the amount, type and availability of the radionuclide in the environment and the amount inhaled or ingested by the individual.

Artificial Radionuclides and Technologically Enhanced Natural Radionuclides

In addition to natural background radiation, nuclear technologies over the past 50 years have introduced significant quantities of artificial radionuclides into the global environment. The majority of these radionuclides have come from atmospheric nuclear weapons tests conducted prior to 1963. Of the many elements produced during nuclear detonations, tritium, ^{14}C, ^{90}Sr and ^{137}Cs have received the greatest attention in environmental monitoring programs. Other radionuclides include ^{95}Zr, ^{95}Nb, ^{106}Ru, ^{131}I, ^{144}Ce, $^{239,240}Pu$, ^{241}Pu and ^{241}Am. The total dose received by individuals in the North Temperate Zone (40 to 50°N) from all atmospheric weapons tests conducted between 1945 and 1980, accumulated to the year 2050, is estimated to be about 1.9 mSv, the majority of which has already been delivered.[1]

Increases in local exposures above natural background levels may also result from radionuclides released during the various stages of the nuclear fuel cycle, including uranium mining, nuclear fuel preparation, nuclear power generation and waste disposal. Uranium mining and fuel preparation operations release ^{238}U, ^{234}U, ^{226}Ra and ^{222}Rn and its decay products, elevating terrestrial radionuclide levels above background. Low levels of radionuclides are also released to the environment from nuclear power reactors under controlled and monitored conditions, in quantities dependent on the reactor type and design. Atmospheric releases include tritium, radioiodine, fission product noble gases (^{88}Kr, ^{133}Xe), activation gases (^{14}C, ^{16}N, ^{35}S, ^{41}Ar) and particulates such as ^{60}Co, ^{90}Sr and ^{137}Cs. Radionuclides released into the aquatic environment include tritium and other fission products and activated corrosion products.[1] Tritium in aqueous and gaseous emissions is the principal radionuclide released from Canadian CANDU reactors.

The Atomic Energy Control Board (AECB) imposes a strict design objective for releases from CANDU power reactors of 0.05 mSv/year to the critical group — i.e., that group of individuals that, by virtue of their location and lifestyle, will receive the highest dose. The design objective is 5% of the public dose limit and applies to both the external exposure received during the year and the internal exposure that will be received over the subsequent 50 years from radionuclides ingested during the year. Doses to the rest of the population will be lower. In general, radionuclide emissions from the nuclear fuel cycle result in minor contributions to the total radiation exposure of humans and are well below the contributions from natural background radiation and atmospheric weapons fallout.

Artificial radionuclides may also be released into the environment from non-nuclear fuel cycle activities in industry and research and from usage in diagnostic and therapeutic medicine. Canadian facilities using radionuclides are licensed by the AECB, and their emissions of radionuclides into the environment are usually insignificant.

Other incidental radionuclide sources include non-nuclear technologies and industrial activities that enhance environmental levels of natural radionuclides, such as fossil fuel combustion and the production and use of phosphate rock products. The combustion of fossil fuels (e.g., coal) for electric power generation releases ^{238}U and ^{232}Th decay series radionuclides and ^{40}K in fly ash. However, normal environmental levels of uranium and thorium are sufficiently high that changes due to emissions from coal-fired power plants are barely detectable.[3] The mining of phosphate rock, which contains relatively high concentrations of uranium, may release radionuclides in mining and processing effluent, as may the use of phosphate rock products (e.g., fertilizer). Erosion of agricultural soils, for example, may input the ^{238}U decay radionuclides into drinking water supplies in areas with heavy fertilizer usage.

Radionuclide Levels in Drinking Water Supplies

The radiological impact of a particular radionuclide released into an ecosystem is a function of its availability, its radiological properties and its behaviour in the environment. The environmental availability and behaviour of radionuclides are dependent on complex interactions between physical, chemical and biological parameters, particularly in aquatic environments.

Many radionuclides released into the aquatic environment are readily adsorbed onto the surfaces of suspended particulates as a result of their low water solubilities and are removed from the water column by sedimentation. Examples of such radionuclides are the isotopes of cesium, manganese, iron, cobalt and the actinides (including thorium and uranium). Elements that tend to remain in solution in water include strontium, chromium and antimony. The level of radioactivity in natural waters is therefore usually low, although contaminated sediments can serve as a source of radionuclides long after the dissolved radionuclides have been removed from the system. In general, surface waters will have lower radionuclide concentrations than

groundwater, in which large variations in concentration are possible as a result of natural radionuclides in surrounding soil and rock.

Typically, the contribution to total radiation exposure from drinking water is small and due largely to the naturally occurring radionuclides in the uranium decay series. Uranium is one of the most important natural radionuclides that may be found in water supplies. In general, levels of uranium in both surface water and groundwater are low, typically less than 1 µg/L; however, substantially higher concentrations have been measured in both private and community groundwater sources across Canada. Uranium concentrations in some community supplies in southern Saskatchewan ranged from 1 to 16 µg/L between 1980 and 1990; a concentration of 90 µg/L was measured at a community supply in southern Ontario in 1991; several private wells in Nova Scotia had uranium concentrations ranging from 100 to 200 µg/L in 1992, with one well reporting a concentration as high as 780 µg/L.[4] As a result of their long half-lives, the specific activities of the natural uranium isotopes are low. In terms of Canadian drinking water guidelines, concentrations of uranium in drinking water are therefore limited by chemical, rather than radiological, toxicity.**

The radionuclides of greatest concern from a health perspective in terms of the potential for normal or accidental release from nuclear fuel cycle industries into drinking water supplies are tritium, ^{90}Sr, ^{131}I, ^{137}Cs and ^{226}Ra. Average tritium concentrations in surface waters across Canada are on the order of 5 to 10 Bq[††]/L,[5] owing primarily to residual fallout from atmospheric weapons tests. Average levels in the Great Lakes ranged from 9 to 11 Bq/L during 1991 to 1993.[6] An average concentration of about 6 Bq/L was recorded at locations throughout Ontario in 1990.[7] Activity concentrations in community water supplies near all Ontario nuclear reactors ranged from 12 to 35 Bq/L, slightly higher than background levels.[7]

Mean activities of ^{90}Sr in the Great Lakes during 1981 to 1982 ranged from 15 mBq/L in Lake Superior to 29 mBq/L in Lake Ontario.[8] Average concentrations recorded in the Winnipeg, Ottawa and St. Lawrence rivers and in Lakes Huron and Ontario near the Bruce and Pickering generating stations ranged from 1 to 12 mBq/L in 1988.[9] These values are indistinguishable from background values due to nuclear weapons fallout.

Iodine-131 is important in terms of its mobility in the environment and its selective irradiation of the thyroid gland when taken into the body. As a result of its short half-life (eight days), ^{131}I is of concern only immediately following a significant release from a reactor.

Cesium-137 is strongly affixed to sediments in aquatic environments, which reduces its concentration in the water column. Concentrations of ^{137}Cs measured in surface waters of the Great Lakes averaged about 0.5 mBq/L in 1992.[4] No enhancement in concentration was observed in the vicinity of nuclear reactor installations.

The contribution of drinking water to total ^{226}Ra intake is small when supplies are drawn from surface waters, which typically display a narrow range of concentrations. Concentrations in groundwater sources, however, are highly variable and result mainly from the interaction between the groundwater aquifer and radium-bearing materials, such as rock, soil and ore deposits. Radium-226 concentrations in water samples measured at various sites across Canada between 1981 and 1984 ranged from about 1 to 13 mBq/L.[5] Radium levels in water samples from Port Hope (Ontario) and Regina (Saskatchewan) averaged less than 5 mBq/L in 1988. Levels recorded during the same period in Elliot Lake (Ontario) ranged from 8 to 18 mBq/L.[9] In general, higher levels of ^{226}Ra can be expected in areas containing uranium mining and milling operations or where rock containing high concentrations of the natural radionuclides is in contact with the water.

Analytical Techniques and Treatment Technologies

Water samples may be initially analysed for the presence of radioactivity using techniques for gross alpha and gross beta determinations. Although facilitating routine examination of large numbers of samples, these procedures preclude confirmation of the identities of the contributing radionuclides. They are, therefore, suitable only as a preliminary screening procedure. Recommended screening values for gross alpha and gross beta activity have been set at 0.1 Bq/L and 1 Bq/L, respectively. Radionuclides emitting low-energy beta activity, such as tritium and ^{14}C, and some gaseous or volatile radionuclides, such as iodine, will not be detected by standard gross activity measurements. If their presence is suspected, radionuclide-specific sampling and measurement techniques should be used.[10]

In the event that the limits for gross alpha and gross beta activity are exceeded, individual radionuclide concentrations must be determined. Specific radionuclides can be identified and measured using liquid scintillation or alpha, beta and gamma radiation

**A drinking water guideline for uranium is discussed in a separate criteria summary on uranium in the Supporting Documentation.

††Becquerel (Bq) is the unit of activity of a radioactive substance, or the rate at which transformations occur in the substance. One becquerel is equal to one transformation per second and is approximately equivalent to 27 picocuries (pCi).

spectroscopy, following appropriate separation chemistry, as required. The detection limits of a sample are dependent on the activity in the sample and the counting time. General compendium sources of analytical methods for radionuclides are available, in addition to specific methods in the technical literature, such as Health and Environmental Chemistry,[11] HASL-300,[12] Official Methods of Analysis,[13] Radiochemistry Procedures Manual[14] and CANMET Report 78-22.[15]

Radionuclides that can be effectively removed from water supplies using conventional treatment technologies such as lime softening include ^{131}I, ^{226}Ra, ^{90}Sr and uranium. Special treatment technologies that have been found to be effective in removing ^{137}Cs, ^{131}I, ^{226}Ra and ^{90}Sr include reverse osmosis, anion and cation exchange and electrodialysis. Conventional methods have limited effectiveness in removing tritium, and little information is available to assess the effectiveness of special treatment processes. It should be noted that treatment may cause a low-level radioactive waste disposal problem. The decision to tolerate, relocate or treat the water source depends on many local factors, including the extent and duration of contamination, the population size affected and the proximity of alternative sources.

Health Effects

Behaviour in the Body

The persistence of a radionuclide in the body, and therefore the resulting dose, is a function of its radiological and biological half-lives. For example, if the biological half-life is shorter than the radiological half-life, the radionuclide will be cleared from the body before it undergoes significant decay. Taking these parameters into consideration, the National Radiological Protection Board[16] has derived factors to convert a unit intake of a specific radionuclide into a dose.

Radionuclides that are in soluble form and chemically analogous to essential nutrient elements will tend to follow pathways in a fashion similar to their nutrient analogues. For example, $^{89,90}Sr$, ^{140}Ba, ^{226}Ra and ^{45}Ca behave like calcium and are bone-seeking elements; ^{137}Cs, ^{86}Rb and ^{40}K follow the general movement of potassium and will be found throughout the body; ^{129}I and ^{131}I behave like stable iodine and accumulate in the thyroid; and tritium resembles hydrogen and, as tritiated water, will be distributed throughout the body. Elements that demonstrate unique behaviour include ^{144}Ce, ^{106}Ru, ^{95}Zr, ^{85}Kr and ^{239}Pu. Detailed descriptions of the behaviour and dosimetry of important radionuclides can be found in United Nations[1] and World Health Organization[17] publications.

The Biological Effects of Ionizing Radiation

Exposure to ionizing radiation, whether natural or artificial, can cause two kinds of health effects as a result of changes to the atoms and molecules of body tissues. Effects for which the severity of the tissue damage caused is proportional to the dose, and for which a threshold dose exists below which they do not occur, are called *deterministic effects*. Although the severity of deterministic effects (e.g., damage to the nervous system, gastrointestinal tract, lung or bone marrow) varies primarily with dose, it is also dependent upon other factors, including the type, energy and dose rate of the radiation and the sensitivity of the irradiated organ. Under normal conditions, doses received from natural radioactivity and routine exposures from regulated practices are well below the threshold levels, and therefore deterministic effects are not relevant to these guidelines.

Effects for which the probability of occurrence, rather than the severity of the damage, is proportional to dose for doses well below the thresholds for deterministic effects are known as *stochastic effects*, and it is assumed that there is no threshold below which they do not occur. The main stochastic effect of concern from low-level radiation exposure is the induction of leukaemias and other cancers (e.g. in the bone, thyroid, lung or breast) following a variable latent period of up to several decades. Such late effects arise from imperfect DNA repair in somatic cells damaged by radiation. There is also a small probability associated with hereditary effects (i.e., the radiation damage occurs in germinal cells responsible for transmitting genetic information to the descendants of the exposed individual). Stochastic effects, particularly late somatic effects, are the most important consequence of exposure to environmental levels of radiation.

Stochastic effects are random in nature, in that it is impossible to identify a causal relationship for them in any given case. The correlation between dose and cancer induction may be shown on large populations of irradiated individuals only as an increase of cancers over the background incidence. Although the risk of cancer is assumed to be broadly proportional to dose, other biological factors affecting risk include age and health at the time of exposure, sex, sensitivity and confounding factors, such as interactions with other chemical agents.

The main sources of epidemiological information on radiation risks and effects have been studies of individuals or groups who have received high or intermediate exposures, the most important of which are the survivors of the atomic bombings at Hiroshima and Nagasaki, patients who received high doses for medical or therapeutic reasons and occupationally exposed workers, including uranium mine workers, radium dial painters and the early radiologists. The dose–response

relationship in humans at low levels of exposure is extrapolated from these results using a linear, no-threshold model. The assumption of linearity is simple, and there is considerable evidence that it is a conservative assumption. The absence of a threshold dose has important implications in risk assessment, in that it postulates that there is no dose, however small, that may in principle be considered absolutely safe. Another consequence that arises from the model is that even when the risk to an individual is small, a finite number of cancers, theoretically attributable to the exposure, can be predicted if a sufficiently large population is exposed.

Radiological Guidelines for Drinking Water

The International Commission on Radiological Protection (ICRP) recommends a limit on effective and committed effective dose‡ of 1 mSv for any combination of external and internal doses, respectively, received or committed in one year, excluding natural background radiation and medical or therapeutic exposures. The excess lifetime risk of fatal cancer, all non-fatal cancers weighted for severity and ease of curing and hereditary effects from a single exposure to 1 mSv has been estimated to be 7.3×10^{-5}.[18] At a rate of exposure of 1 mSv/year over a lifetime (70 years), the total risk for all fatal cancers, weighted non-fatal cancers and hereditary defects is about 6×10^{-3}.[19]

In setting dose guidelines for radionuclides in drinking water, it is recognized that water consumption contributes only a portion of the total radiation dose and that some radionuclides present are natural in origin and therefore cannot be excluded. Consequently, maximum acceptable concentrations (MACs) for radionuclides in drinking water have been derived based on a committed effective dose of 0.1 mSv from one year's consumption of drinking water, or one-tenth of the ICRP's recommendation on public exposure. This dose represents less than 5% of the average annual dose attributable to natural background radiation (i.e., 2.6 mSv).

The guideline reference dose is based on the total activity in a water sample, whether the radionuclides appear singly or in combination, and includes the dose due to natural radionuclides, in contrast to the ICRP guideline. The risk of fatal and weighted non-fatal conditions at a lifetime exposure of 0.1 mSv/year is between 10^{-5} and 10^{-6} per year, or about 6×10^{-4} over a lifetime. The guideline dose limit is based solely on health considerations and has not been adjusted to incorporate any limitations in the sampling and treatment capability of water supplies.

To facilitate the monitoring of radionuclides in water, the reference level of dose is expressed as an activity concentration, which can be derived for each radionuclide from published radiological data. The NRPB[16] has calculated dose conversion factors (DCFs) for radionuclides based on metabolic and dosimetric models for adults and children. Each DCF provides an estimate of the 50- or 70-year committed effective dose resulting from a single intake of 1 Bq of a given radionuclide.

The MACs of radionuclides in public water supplies are derived from adult DCFs, assuming a daily water intake of 2 L, or 730 L/year,[20] and a maximum committed effective dose of 0.1 mSv, or 10% of the ICRP limit on public exposure:

$$\text{MAC (Bq/L)} = \frac{1 \times 10^{-4}\ \text{(Sv/year)}}{730\ \text{(L/year)} \times \text{DCF (Sv/Bq)}}$$

Adult consumption of drinking water containing a single radionuclide at its MAC for one year would result in a committed effective dose of 0.1 mSv.

Based on a survey of drinking water consumption in Canada,[20] 82% of adults, 88% of school children and 98% of preschoolers consume less than 2 L of water per day. In the case of certain radionuclides, DCFs are higher for children than for adults, which would result in a lower MAC; however, this is balanced by lower water consumption rates for children.

Maximum acceptable concentrations of several radionuclides that have half-lives longer than one day and that could possibly enter public water supplies from natural sources or human activities are provided in Table 1. This list, however, does not preclude the presence of other radionuclides in water supplies.

Where two or more radionuclides that affect the same organ or tissue are found to be present in drinking water, the following relationship should be satisfied:

$$\frac{c_1}{MAC_1} + \frac{c_2}{MAC_2} + \ldots \frac{c_i}{MAC_i} \leq 1$$

where c_i and MAC_i are the observed and maximum acceptable concentrations, respectively, for each contributing radionuclide.

Application of the Guidelines

The levels of radionuclides normally encountered in drinking water are far below the threshold for acute effects of radiation. In virtually every case, the limitation is governed by the chronic or cumulative exposure over a period of one year. The sampling and analyses for individual radionuclides should be carried out often

‡Effective dose is the quantity obtained by multiplying the absorbed doses (the energy imparted by ionizing radiation to tissue) to various tissues and organs by radiation weighting factors (to allow for the different effectiveness of the various ionizing radiations in causing harm to tissue) and by tissue weighting factors appropriate to each tissue or organ (to account for their various susceptibilities to cancer induction) and summing the products. The committed effective dose is the effective dose that will be accumulated over a period of time following a single intake of radioactive material into the body.

Table 1
Maximum Acceptable Concentrations (MACs) of Radionuclides in Drinking Water

Radionuclide		Half-life ($t_{½}$)	DCF (Sv/Bq)	MAC (Bq/L)
Natural Radionuclides				
Beryllium-7	^{7}Be	53.3 days	3.3×10^{-11}	4000
Bismuth-210	^{210}Bi	5.01 days	2.1×10^{-9}	70
Lead-210	^{210}Pb	22.3 years	1.3×10^{-6}	0.1
Polonium-210	^{210}Po	138.4 days	6.2×10^{-7}	0.2
Radium-224	^{224}Ra	3.66 days	8.0×10^{-8}	2
Radium-226	^{226}Ra	1600 years	2.2×10^{-7}	0.6
Radium-228	^{228}Ra	5.76 years	2.7×10^{-7}	0.5
Thorium-228	^{228}Th	1.91 years	6.7×10^{-8}	2
Thorium-230	^{230}Th	7.54×10^{4} years	3.5×10^{-7}	0.4
Thorium-232	^{232}Th	1.40×10^{10} years	1.8×10^{-6}	0.1
Thorium-234	^{234}Th	24.1 days	5.7×10^{-9}	20
Uranium-234	^{234}U	2.45×10^{5} years	3.9×10^{-8}	4*
Uranium-235	^{235}U	7.04×10^{8} years	3.8×10^{-8}	4*
Uranium-238	^{238}U	4.47×10^{9} years	3.6×10^{-8}	4*
*Artificial Radionuclides***				
Americium-241	^{241}Am	432 years	5.7×10^{-7}	0.2
Antimony-122	^{122}Sb	2.71 days	2.8×10^{-9}	50
Antimony-124	^{124}Sb	60.2 days	3.6×10^{-9}	40
Antimony-125	^{125}Sb	2.76 years	9.8×10^{-10}	100
Barium-140	^{140}Ba	12.8 days	3.7×10^{-9}	40
Bromine-82	^{82}Br	35.3 hours	4.8×10^{-10}	300
Calcium-45	^{45}Ca	165 days	8.9×10^{-10}	200
Calcium-47	^{47}Ca	4.54 days	2.2×10^{-9}	60
Carbon-14	^{14}C	5730 years	5.6×10^{-10}	200
Cerium-141	^{141}Ce	32.5 days	1.2×10^{-9}	100
Cerium-144	^{144}Ce	284.4 days	8.8×10^{-9}	20
Cesium-131	^{131}Cs	9.69 days	6.6×10^{-11}	2000
Cesium-134	^{134}Cs	2.07 years	1.9×10^{-8}	7
Cesium-136	^{136}Cs	13.1 days	3.0×10^{-9}	50
Cesium-137	^{137}Cs	30.2 years	1.3×10^{-8}	10
Chromium-51	^{51}Cr	27.7 days	5.3×10^{-11}	3000
Cobalt-57	^{57}Co	271.8 days	3.5×10^{-9}	40
Cobalt-58	^{58}Co	70.9 days	6.8×10^{-9}	20
Cobalt-60	^{60}Co	5.27 years	9.2×10^{-8}	2
Gallium-67	^{67}Ga	78.3 hours	2.6×10^{-10}	500
Gold-198	198Au	2.69 days	1.6×10^{-9}	90
Indium-111	^{111}In	2.81 days	3.9×10^{-10}	400
Iodine-125	^{125}I	59.9 days	1.5×10^{-8}	10

* The activity concentration of natural uranium corresponding to the chemical guideline of 0.1 mg/L (see separate criteria summary on uranium in the Supporting Documentation) is about 2.6 Bq/L.

** Tritium and ^{14}C are also produced naturally in the atmosphere in significant quantities.

Table 1 (cont'd)

Radionuclide		Half-life ($t_{½}$)	DCF (Sv/Bq)	MAC (Bq/L)
Iodine-129	^{129}I	1.60×10^{7} years	1.1×10^{-7}	1
Iodine-131	^{131}I	8.04 days	2.2×10^{-8}	6
Iron-55	^{55}Fe	2.68 years	4.0×10^{-10}	300
Iron-59	^{59}Fe	44.5 days	3.1×10^{-9}	40
Manganese-54	^{54}Mn	312.2 days	7.3×10^{-10}	200
Mercury-197	^{197}Hg	64.1 hours	3.3×10^{-10}	400
Mercury-203	^{203}Hg	46.6 days	1.8×10^{-9}	80
Molybdenum-99	^{99}Mo	65.9 hours	1.9×10^{-9}	70
Neptunium-239	^{239}Np	2.35 days	1.2×10^{-9}	100
Niobium-95	^{95}Nb	35.0 days	7.7×10^{-10}	200
Phosphorus-32	^{32}P	14.3 days	2.6×10^{-9}	50
Plutonium-238	^{238}Pu	87.7 years	5.1×10^{-7}	0.3
Plutonium-239	^{239}Pu	2.41×10^{4} years	5.6×10^{-7}	0.2
Plutonium-240	^{240}Pu	6560 years	5.6×10^{-7}	0.2
Plutonium-241	^{241}Pu	14.4 years	1.1×10^{-8}	10
Rhodium-105	^{105}Rh	35.4 hours	5.4×10^{-10}	300
Rubidium-81	^{81}Rb	4.58 hours	5.3×10^{-11}	3000
Rubidium-86	^{86}Rb	18.6 days	2.5×10^{-9}	50
Ruthenium-103	^{103}Ru	39.2 days	1.1×10^{-9}	100
Ruthenium-106	^{106}Ru	372.6 days	1.1×10^{-8}	10
Selenium-75	^{75}Se	119.8 days	2.1×10^{-9}	70
Silver-108m	^{108m}Ag	127 years	2.1×10^{-9}	70
Silver-110m	^{110m}Ag	249.8 days	3.0×10^{-9}	50
Silver-111	^{111}Ag	7.47 days	2.0×10^{-9}	70
Sodium-22	^{22}Na	2.61 years	3.0×10^{-9}	50
Strontium-85	^{85}Sr	64.8 days	5.3×10^{-10}	300
Strontium-89	^{89}Sr	50.5 days	3.8×10^{-9}	40
Strontium-90	^{90}Sr	29 years	2.8×10^{-8}	5
Sulphur-35	^{35}S	87.2 days	3.0×10^{-10}	500
Technetium-99	^{99}Tc	2.13×10^{5} years	6.7×10^{-10}	200
Technetium-99m	^{99m}Tc	6.01 hours	2.1×10^{-11}	7000
Tellurium-129m	^{129m}Te	33.4 days	3.9×10^{-9}	40
Tellurium-131m	^{131m}Te	32.4 hours	3.4×10^{-9}	40
Tellurium-132	^{132}Te	78.2 hours	3.5×10^{-9}	40
Thallium-201	^{201}Tl	3.04 days	7.4×10^{-11}	2000
Tritium	^{3}H	12.3 years	1.8×10^{-11}	7000
Ytterbium-169	^{169}Yb	32.0 days	1.1×10^{-9}	100
Yttrium-90	^{90}Y	64 hours	4.2×10^{-9}	30
Yttrium-91	^{91}Y	58.5 days	4.0×10^{-9}	30
Zinc-65	^{65}Zn	243.8 days	3.8×10^{-9}	40
Zirconium-95	^{95}Zr	64.0 days	1.3×10^{-9}	100

enough to accurately characterize the annual exposure. If the source of the activity is known, or expected, to be changing rapidly with time, then the sampling frequency should reflect this factor. If there is no reason to suppose that the source varies with time, then sampling may be carried out seasonally, semi-annually or annually. If measured concentrations are consistent and well below the reference levels, this would be an argument for reducing the sampling frequency. On the other hand, the sampling frequency should be maintained, or even increased, if concentrations are approaching the reference levels.

Water samples may be initially screened for radioactivity using techniques for gross alpha and gross beta activity determinations, subject to the limitations of the method. Compliance with the guidelines may be inferred if the measurements for gross alpha and gross beta activity are less than 0.1 Bq/L and 1 Bq/L, respectively, as these are lower than the strictest MACs (^{210}Pb for alpha activity; ^{90}Sr for beta activity). If either screening level is exceeded, then the specific radionuclides should be identified and individual activity concentrations measured. When the additive formula is satisfied, no further action is required, and the water is acceptable for human consumption based on radiological considerations (although analyses for chemical or biological contamination may still be necessary). Where the sum exceeds unity for a single sample, the reference dose level would be exceeded only if exposure to the same measured concentration were continued for a full year. Hence, such a sample does not in itself imply that the water is unsuitable for consumption and should be regarded only as a level at which further investigation, including additional sampling, is needed.[10]

Treatment of water supplies for radionuclides should be governed by the principle of keeping exposures as low as reasonably achievable, social and economic considerations being taken into account, and should be considered only in the event that alternative water supplies are unavailable. Releases of radionuclides to the environment are most effectively limited through regulatory control of the source if they originate from human practices, the exception being the globally dispersed radionuclides (e.g., ^{137}Cs and ^{90}Sr) from nuclear weapons tests and accidents. It is through the regulatory mechanism that remedial action should be taken in the event that these sources result in radionuclide levels that exceed the guidelines for extended periods of time. These guidelines apply to the total exposure from drinking water supplies and are not intended to replace regulatory limits governing releases of radionuclides from human practices. Any facility contributing radionuclides to a drinking water source must meet the regulatory requirements as established by the AECB.

These recommendations apply to routine operational conditions of existing or new water supplies. They do not apply in the event of contamination during an emergency involving the release of radionuclides into the environment.

References

1. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and effects of ionizing radiation. United Nations, New York, NY (1993).

2. National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP). Exposure of the population in the United States and Canada from natural background radiation. NCRP Report No. 94, Bethesda, MD (1987).

3. Eisenbud, M. Environmental radioactivity. 3rd edition. Academic Press, Orlando, FL (1987).

4. Department of National Health and Welfare. Radiological monitoring programs. Radiation Protection Bureau, Environmental Health Directorate, Ottawa (1959-1993).

5. Baweja, A.S., Joshi, S.R. and Demayo, A. Radionuclide content of some Canadian surface waters: a report on the National Radionuclides Monitoring Program, 1981–1984. Water Quality Branch, Environment Canada, Ottawa (1987).

6. Chant, L.A., Workman, W.J.G., King, K.J. and Cornett, R.J. Tritium concentrations in Lake Ontario. AECL Research Report No. RC-1149, COG-93-484, Atomic Energy of Canada Limited, Chalk River, Ontario (1993).

7. Ontario Hydro. Annual summary and assessment of environmental radiological data for 1990. HSD-HP-91-20, Health and Safety Division, Toronto, Ontario (1991).

8. International Joint Commission (IJC). 1983 report on Great Lakes water quality, appendix on radioactivity. Great Lakes Water Quality Board, Windsor, Ontario (1983).

9. Department of National Health and Welfare. Environmental radioactivity in Canada (ERIC) 1988. Radiological monitoring annual report. Radiation Protection Bureau, Environmental Health Directorate, Ottawa (1991).

10. World Health Organization (WHO). Guidelines for drinking-water quality. Vol. I. Recommendations. 2nd edition. Geneva (1993).

11. Los Alamos National Laboratory (LANL). Health and environmental chemistry: analytical techniques, data management, and quality assurance. Vol. II. M.A. Gautier and E.S. Gladney (eds.). LA-10300-M, Los Alamos, NM (1992).

12. Environmental Measurements Laboratory (EML). EML procedures manual. HASL-300, U.S. Department of Energy, New York, NY (1990).

13. Association of Official Analytical Chemists (AOAC). Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists. 15th edition. Washington, DC (1990).

14. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Radiochemistry procedures manual. EPA 520/5-84-006, Eastern Environmental Radiation Facility, Montgomery, AL (1987).

15. Department of Energy, Mines and Resources (EMR). Radiochemical procedures for determination of selected members of the uranium and thorium series. G.L. Smithson (ed.). CANMET Report No. 78-22, Canada Centre for Mineral and Energy Technology, Ottawa (1979).

16. National Radiological Protection Board (NRPB). Committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides. NRPB R-245, HMSO, Chilton, London, UK (1991).

17. World Health Organization (WHO). Selected radionuclides. Environmental Health Criteria 25. Geneva (1983).

18. International Commission on Radiological Protection (ICRP). 1990 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Annals of the ICRP 21, No. 1-3. Pergamon Press, Oxford, UK (1991).

19. Clarke, R.H. 1990 recommendations of the ICRP. Radiological Protection Bulletin 119 (Supplement). National Radiological Protection Board, Chilton, UK (1991).

20. Department of National Health and Welfare. Tapwater consumption in Canada. Environmental Health Directorate, Ottawa (1981).

Février 1995
(révisé avril 1995)

Caractéristiques radiologiques

Recommandations

Les concentrations maximales acceptables (CMA) de certains radionucléides (tant naturels qu'artificiels) dans l'eau potable sont présentées au tableau 1. Elles ont été établies à partir d'une dose efficace engagée de 0,1 millisievert (mSv) provenant de la consommation d'eau potable pendant un an et sont exprimées en becquerels par litre (Bq/L), unités d'activité volumique. Les niveaux de dépistage recommandés pour la radioactivité dans des échantillons d'eau sont 0,1 Bq/L pour le rayonnement alpha brut et 1 Bq/L pour le rayonnement bêta brut.

Les recommandations radiologiques sont élaborées conformément aux méthodes internationales de radioprotection. La méthode utilisée se fonde sur une exposition à vie résultant de l'ingestion de tout radionucléide pendant une année, en tenant compte de la rétention de ce radionucléide dans les tissus humains. L'élaboration des recommandations touchant les radionucléides diffère de la mise au point des paramètres microbiologiques et des paramètres chimiques/physiques concernant l'eau potable. Santé Canada a créé un comité chargé de réévaluer les méthodes d'élaboration des recommandations radiologiques, microbiologiques et chimiques/physiques.

Identification, utilisation et sources de rayonnement dans l'environnement

Les radionucléides existent dans l'environnement sous forme d'éléments naturels et sous forme de produits ou de sous-produits des technologies nucléaires (radionucléides artificiels).

Radioactivité naturelle

De loin, la plus grande contribution à l'exposition moyenne du public aux rayonnements est celle des éléments radioactifs de la croûte terrestre et celle de la radioactivité naturelle provenant de l'espace lointain. Les sources naturelles sont à l'origine de plus de 98 % en moyenne de la dose de rayonnement reçue par les humains, si l'on ne tient pas compte des expositions médicales.[1] La dose moyenne totale provenant de sources naturelles a été estimée à environ 2,4 mSv*/an;[1] au Canada, elle serait d'environ 2,6 mSv/an.[2]

Les expositions aux sources naturelles sont soit externes (rayonnements cosmique et terrestre directs), soit internes (inhalation et ingestion de radionucléides cosmogènes et terrestres présents dans l'air, l'eau, les aliments et le sol). Les principales sources de rayonnement sont les radionucléides terrestres de longue période (primordiaux) et les radionucléides secondaires produits par la désintégration radioactive des premiers. Ces radionucléides se retrouvent principalement dans trois chaînes de désintégration, les séries de l'uranium, du thorium et de l'actinium, qui sont partout présents en faibles concentrations dans le sol et l'eau à cause de l'altération et de l'érosion de la roche. La plus importante source d'exposition interne est celle que constituent les produits de désintégration de courte période du radon†, élément gazeux de la série de l'uranium. Le potassium 40, radionucléide primordial hors-série, est aussi une importante source d'exposition tant interne qu'externe. Toutefois, comme l'absorption de potassium élémentaire par l'organisme se fait sous un contrôle homéostatique rigoureux et est donc insensible aux variations de concentration dans l'environnement, les présentes recommandations ne traitent pas davantage du ^{40}K.

D'autres sources moins importantes contribuent à l'exposition. Il s'agit des autres radionucléides primordiaux hors-série, surtout le ^{87}Rb[‡], et des radionucléides cosmogènes produits dans l'atmosphère par l'interaction des rayons cosmiques avec l'argon, l'oxygène et l'azote atmosphériques.[1] Les radionucléides cosmogènes sont déposés sur la terre par l'action du brassage atmosphérique, des précipitations et de la pesanteur. Les quatre radionucléides cosmogènes

*Le sievert (Sv) est l'unité de dose. Il remplace l'ancienne unité, le rem (1 rem = 0,01 Sv).

†Comme la principale dose de radon et de ses produits de désintégration est absorbée par l'organisme par inhalation, la recommandation touchant le radon fait l'objet d'un résumé de critères séparé dans la documentation d'appui.

‡Voir le tableau 1 pour les symboles des radionucléides.

qui contribuent sensiblement à la dose reçue par les humains sont le ^{14}C, le ^{3}H (tritium), le ^{22}Na et le ^{7}Be. La contribution annuelle totale des radionucléides cosmogènes est d'environ 12 µSv, la plus grande partie provenant du ^{14}C absorbé par voie interne.[1]

L'irradiation externe compte pour environ le tiers de la dose totale de rayonnement de fond. La contribution annuelle moyenne de tous les radionucléides naturels déposés par voie interne est de l'ordre de 1,6 mSv, dont environ 1,1 mSv provient de produits de désintégration du radon inhalé.[1] Le reste vient de l'ingestion d'autres radionucléides présents dans les aliments et l'eau potable. Les expositions individuelles réelles à la radioactivité de fond dans l'air, les aliments et l'eau sont toutefois très variables et dépendent de nombreux facteurs, dont la quantité, le type et la disponibilité des radionucléides dans l'environnement et la quantité inhalée ou ingérée par la personne.

Radionucléides artificiels et radionucléides naturels technologiquement améliorés

En plus du rayonnement de fond naturel, la technologie nucléaire a introduit au cours des 50 dernières années d'importantes quantités de radionucléides artificiels dans l'environnement de la planète. La majorité de ces radionucléides ont été introduits à la suite d'essais atmosphériques d'armes nucléaires antérieurs à 1963. Parmi les nombreux éléments produits au cours des détonations nucléaires, le tritium, le ^{14}C, le ^{90}Sr et le ^{137}Cs ont été les plus ciblés dans les programmes de surveillance environnementale. Les autres radionucléides sont le ^{95}Zr, le ^{95}Nb, le ^{106}Ru, le ^{131}I, le ^{144}Ce, le $^{239,240}Pu$, le ^{241}Pu et le ^{241}Am. La dose totale reçue entre 1945 et 1980, et cumulée jusqu'à l'an 2050, par des humains dans la zone tempérée de l'hémisphère nord (40 à 50 degrés nord), tous essais atmosphériques d'armes confondus, est estimée à environ 1,9 mSv, dont la plus grande partie a déjà été émise.[1]

Des expositions locales au-delà des niveaux de fond naturels peuvent aussi résulter de radionucléides libérés durant les diverses étapes du cycle du combustible nucléaire, notamment pendant l'exploitation minière de l'uranium, la préparation du combustible nucléaire, la production d'énergie nucléaire et l'élimination des déchets. L'exploitation minière de l'uranium et la préparation du combustible libèrent du ^{238}U, du ^{234}U, du ^{226}Ra et du ^{222}Rn, ainsi que leurs produits de désintégration, portant les concentrations de radionucléides terrestres au-delà de la concentration de fond. De faibles concentrations de radionucléides sont aussi libérées dans l'environnement par les réacteurs nucléaires de puissance dans des conditions contrôlées et surveillées, en quantités variables selon le type et la construction des réacteurs. Les radionucléides libérés dans l'atmosphère comprennent le tritium, l'iode radioactif, les gaz rares de fission (^{88}Kr, ^{133}Xe), les gaz d'activation (^{14}C, ^{16}N, ^{35}S, ^{41}Ar) et des particules telles que le ^{60}Co, le ^{90}Sr et le ^{137}Cs. Les radionucléides libérés dans le milieu aquatique comprennent le tritium et d'autres produits de fission et les produits actifs de la corrosion.[1] Le tritium en milieu aqueux et gazeux est le principal radionucléide libéré par les réacteurs canadiens CANDU.

La Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) impose pour les émissions des réacteurs de puissance CANDU une limite théorique rigoureuse de 0,05 mSv pour le groupe critique que constituent les personnes qui, à cause du lieu où elles se trouvent et de leur mode de vie, recevront la plus forte dose. La limite théorique est de 5 % de la dose limite établie pour le public et s'applique autant aux expositions externes subies au cours de l'année qu'aux expositions internes qui seront subies au cours des 50 années suivant l'ingestion de radionucléides pendant l'année. Les doses reçues par le reste de la population seront inférieures. En général, les émissions de radionucléides provenant du cycle du combustible nucléaire contribuent peu à l'exposition totale des humains aux rayonnements et sont bien inférieures à celles du rayonnement naturel de fond et aux retombées atmosphériques d'armes nucléaires.

Des radionucléides artificiels peuvent aussi être libérés dans l'environnement lors d'activités industrielles et de recherche liées au cycle de combustibles non nucléaires, et d'une utilisation en médecine diagnostique et thérapeutique. Les établissements canadiens utilisant des radionucléides doivent détenir des permis de la CCEA; les quantités de radionucléides qu'ils émettent dans l'environnement sont habituellement négligeables.

D'autres radionucléides peuvent être libérés fortuitement lors d'applications non nucléaires et d'activités industrielles qui accroissent dans l'environnement les niveaux de radionucléides naturels, comme l'utilisation de combustibles fossiles et la production et l'utilisation de produits de roches phosphatées. L'emploi de combustibles fossiles (p. ex. le charbon) pour produire de l'électricité libère des radionucléides des séries du ^{238}U et du ^{232}Th, ainsi que du ^{40}K dans les cendres volantes. Les concentrations normales d'uranium et de thorium dans l'environnement sont toutefois insuffisantes pour que les changements dus aux émissions des centrales au charbon soient détectables.[3] L'exploitation de la roche phosphatée, qui contient des concentrations relativement élevées d'uranium, peut libérer des radionucléides dans les effluents d'extraction et de traitement, tout comme l'utilisation de produits de roche phosphatée (comme les engrais). L'érosion des sols agricoles peut aussi, là où on utilise beaucoup d'engrais, introduire des produits

de désintégration du ^{238}U dans les approvisionnements en eau potable.

Concentrations de radionucléides dans les approvisionnements en eau potable

L'effet radiologique d'un radionucléide particulier libéré dans un écosystème est fonction de sa disponibilité, de ses propriétés radiologiques et de son comportement dans l'environnement. La disponibilité et le comportement des radionucléides dans l'environnement dépendent d'interactions complexes entre paramètres physiques, chimiques et biologiques, particulièrement dans les milieux aquatiques.

Nombre de radionucléides libérés dans les milieux aquatiques sont immédiatement adsorbés sur les surfaces des particules en suspension à cause de leur faible solubilité dans l'eau et sont éliminés de la colonne d'eau par sédimentation. C'est ce qui se passe avec les isotopes du césium, du manganèse, du fer, du cobalt et des actinides (dont le thorium et l'uranium). Certains éléments tendent à demeurer en solution dans l'eau : le strontium, le chrome et l'antimoine. Le niveau de radioactivité dans les eaux naturelles est donc habituellement faible, même si des sédiments contaminés peuvent renfermer des radionucléides longtemps après que les radionucléides dissous ont été éliminés du système. En général, les eaux de surface présentent des concentrations de radionucléides plus faibles que les eaux souterraines, où les variations de concentration peuvent être grandes à cause de la présence de radionucléides naturels dans le sol et la roche environnants.

La contribution de l'eau potable à l'exposition totale aux rayonnements est normalement faible et surtout attribuable aux radionucléides présents naturellement dans la série de l'uranium. L'uranium est un des radionucléides naturels importants qu'on peut trouver dans les approvisionnements en eau. En général, les concentrations d'uranium dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines sont faibles, soit inférieures à 1 µg/L; des concentrations beaucoup plus élevées ont toutefois été mesurées dans des sources d'eau souterraine tant privées que collectives un peu partout au Canada. Les concentrations d'uranium dans certains approvisionnements collectifs du Sud de la Saskatchewan ont varié entre 1 et 16 µg/L entre 1980 et 1990; une concentration de 90 µg/L a été mesurée dans un approvisionnement collectif du sud de l'Ontario en 1991; plusieurs puits privés de la Nouvelle-Écosse avaient des concentrations d'uranium variant entre 100 et 200 µg/L en 1992, dont un puits titrant même 780 µg/L.[4] À cause de leur longue période, les isotopes naturels de l'uranium ont une faible activité volumique. Dans la perspective des recommandations pour l'eau potable au Canada, les concentrations d'uranium dans l'eau potable sont donc limitées par la toxicité chimique, plutôt que radiologique, de cet élément.**

Pour ce qui est du risque d'émission normale ou accidentelle par l'industrie du combustible nucléaire vers les approvisionnements en eau potable, les radionucléides les plus préoccupants au plan de la santé sont le tritium, le ^{90}Sr, le ^{131}I, le ^{137}Cs et le ^{226}Ra. Les concentrations moyennes de tritium dans les eaux de surface au Canada sont de l'ordre de 5 à 10 Bq††/L,[5] surtout à cause des retombées résiduelles d'essais atmosphériques d'armes nucléaires. Les concentrations moyennes dans les Grands Lacs ont varié entre 9 et 11 Bq/L entre 1991 et 1993.[6] Une concentration moyenne d'environ 6 Bq/L a été enregistrée à divers endroits en Ontario en 1990.[7] Les concentrations moyennes dans les approvisionnements collectifs en eau près de tous les réacteurs nucléaires en Ontario ont varié entre 12 et 35 Bq/L, soit un peu plus que les niveaux de fond.[7]

L'activité moyenne du ^{90}Sr dans les Grands Lacs en 1981 et 1982 a varié entre 15 mBq/L dans le lac Supérieur et 29 mBq/L dans le lac Ontario.[8] Les concentrations moyennes enregistrées dans les rivières Winnipeg et Outaouais et dans le fleuve Saint-Laurent, ainsi que dans les lacs Huron et Ontario près des centrales Bruce et Pickering, ont varié entre 1 et 12 mBq/L en 1988.[9] Ces valeurs sont indiscernables des niveaux de fond à cause des retombées d'armes nucléaires.

L'iode 131 est important à cause de sa mobilité dans l'environnement et de sa capacité d'irradier sélectivement la glande thyroïde lorsqu'il est absorbé dans l'organisme. En raison de sa courte période radioactive (8 jours), le ^{131}I n'est préoccupant qu'immédiatement après avoir été libéré massivement par un réacteur.

Le césium 137 se fixe solidement aux sédiments aquatiques, ce qui réduit sa concentration dans la colonne d'eau. Les concentrations de ^{137}Cs mesurées dans les eaux de surface des Grands Lacs étaient de l'ordre de 0,5 mBq/L en 1992.[4] La concentration était la même au voisinage des réacteurs nucléaires.

La contribution de l'eau potable à la quantité totale de ^{226}Ra absorbée est faible lorsque les approvisionnements proviennent des eaux de surface, dont la plage de concentrations est en général étroite. Les concentrations dans les eaux souterraines sont toutefois très variables et tiennent principalement à l'interaction entre l'aquifère et les matières contenant du radium

**Dans la documentation à l'appui, un résumé de critères séparé traite d'une recommandation touchant l'uranium dans l'eau potable.

††Le becquerel (Bq) est l'unité d'activité d'une substance radioactive, ou le taux auquel des transformations se produisent dans la substance. Un becquerel est égal à une transformation par seconde et équivaut approximativement à 27 picocuries (pCi).

comme la roche, le sol et les gisements minéraux. Les concentrations de radium 226 dans les échantillons d'eau prélevés à divers endroits au Canada entre 1981 et 1984 variaient entre environ 1 et 13 mBq/L.[5] Les concentrations de radium dans les échantillons d'eau de Port Hope (Ontario) et de Regina (Saskatchewan) étaient en moyenne inférieures à 5 mBq/L en 1988. Les concentrations enregistrées durant la même période à Elliot Lake (Ontario) variaient entre 8 et 18 mBq/L.[9] En général, les concentrations de ^{226}Ra sont plus élevées là où il y a des mines et des usines d'uranium ou là où de la roche contenant de fortes concentrations de radionucléides naturels est en contact avec l'eau.

Techniques analytiques et techniques de traitement

Les échantillons d'eau peuvent être soumis d'abord à une analyse de la radioactivité par des techniques de dosage des rayonnements alpha et bêta bruts. Même si elles facilitent l'examen courant de grands nombres d'échantillons, ces méthodes ne permettent pas de préciser l'identité des radionucléides en cause. Elles ne conviennent donc qu'au dépistage préliminaire. Les seuils recommandés de dépistage des rayonnements alpha et bêta bruts ont été fixés à 0,1 Bq/L et 1 Bq/L, respectivement. Les radionucléides émettant des rayons bêta à faible énergie, comme le tritium et le ^{14}C, et certains radionucléides gazeux et volatils, comme l'iode, ne peuvent être détectés par les méthodes classiques de mesure de l'activité brute. Si on soupçonne leur présence, il faut utiliser des techniques d'échantillonnage et de mesure propres à chaque radionucléide.[10]

Si l'activité de rayonnements alpha et bêta bruts dépasse la limite, il faut déterminer la concentration de chaque radionucléide. On peut identifier et mesurer certains radionucléides par spectroscopie de scintillation liquide de rayonnements alpha, bêta et gamma après une préparation chimique appropriée, si nécessaire. Les seuils de détection pour un échantillon dépendent de l'activité dans l'échantillon et du temps de comptage. Il existe des recueils de méthodes générales pour l'analyse des radionucléides, en plus des méthodes spécifiques exposées dans les ouvrages techniques, tels que *Health and Environmental Chemistry*,[11] *HASL-300*,[12] *Official Methods of Analysis*,[13] *Radiochemistry Procedures Manual*[14] et le rapport 78-22 de CANMET.[15]

On peut éliminer efficacement des approvisionnements en eau certains radionucléides par des techniques classiques de traitement comme l'adoucissement à la chaux; c'est le cas pour le ^{131}I, le ^{226}Ra, le ^{90}Sr et l'uranium. Des techniques spéciales de traitement se sont avérées efficaces pour éliminer le ^{137}Cs, le ^{131}I, le ^{226}Ra et le ^{90}Sr, notamment l'osmose inverse, l'échange anionique et cationique, et l'électrodialyse. Les méthodes classiques sont peu efficaces pour éliminer le tritium; par ailleurs, il existe peu de données permettant d'évaluer l'efficacité des procédés de traitement spéciaux. Il ne faut pas oublier qu'un traitement peut entraîner un problème d'élimination des déchets faiblement radioactifs. Choisir de tolérer, de déplacer ou de traiter la source d'eau dépend d'un grand nombre de facteurs locaux, dont l'étendue et la durée de la contamination, la taille de la population touchée et la proximité d'autres sources.

Effets sur la santé

Comportement dans l'organisme

La persistance d'un radionucléide dans l'organisme, et donc la dose qui en résulte, est fonction de ses périodes radiologique et biologique. Par exemple, si la période biologique est plus courte que la période radiologique, le radionucléide sera éliminé de l'organisme à peine désintégré. Compte tenu de ces paramètres, le National Radiological Protection Board[16] a établi des facteurs pour la conversion en doses des unités d'absorption d'un radionucléide particulier.

Les radionucléides qui sont sous forme soluble et chimiquement analogues à des éléments nutritifs essentiels auront tendance à suivre les mêmes voies que leurs analogues nutritifs. Par exemple, le ^{89}Sr, le ^{90}Sr, le ^{140}Ba, le ^{226}Ra et le ^{45}Ca se comportent comme le calcium et sont des éléments ostéotropes; le ^{137}Cs, le ^{86}Rb et le ^{40}K suivent le mouvement général du potassium et se retrouvent partout dans l'organisme; le ^{129}I et le ^{131}I se comportent comme l'iode stable et s'accumulent dans la thyroïde; le tritium ressemble à l'hydrogène et, comme l'eau tritiée, se répartit partout dans l'organisme. Certains éléments ont des comportements particuliers : le ^{144}Ce, le ^{106}Ru, le ^{95}Zr, le ^{85}Kr et le ^{239}Pu. On trouvera une description détaillée du comportement et de la dosimétrie des radionucléides importants dans les publications des Nations unies[1] et de l'Organisation mondiale de la santé.[17]

Les effets biologiques des rayonnements ionisants

L'exposition aux rayonnements ionisants, tant naturels qu'artificiels, peut causer deux types d'effets sur la santé par les modifications qu'elle provoque dans les atomes et les molécules des tissus humains. Les effets pour lesquels la gravité des dommages causés aux tissus est proportionelle à la dose et pour lesquels il existe une dose seuil en deçà de laquelle ils ne se produisent pas s'appellent les *effets déterministes*. Même si la gravité des effets déterministes (dommages causés au système nerveux, à l'appareil gastrointestinal, aux poumons, à la moelle épinière, etc.) varie surtout en fonction de la dose, elle dépend aussi d'autres facteurs, dont le type du rayonnement, son énergie, le débit de dose du rayonnement et la sensibilité de l'organe irradié.

Dans des conditions normales, les doses provenant de la radioactivité naturelle et des expositions courantes dans le cadre de pratiques réglementées sont bien inférieures aux seuils, de sorte que les effets déterministes débordent du cadre des présentes recommandations.

Les effets pour lesquels la probabilité du dommage plutôt que sa gravité est proportionelle à la dose pour les doses bien inférieures aux seuils des effets déterministes s'appellent les *effets stochastiques*; on présume qu'il n'existe aucun seuil en deçà duquel ils ne se produisent pas. Le principal effet stochastique d'intérêt d'une exposition à un rayonnement faiblement radioactif est de provoquer des leucémies et d'autres cancers (p. ex. cancer des os, de la thyroïde, du poumon ou du sein) après une période de latence variable pouvant atteindre plusieurs décennies. Des effets aussi tardifs se produisent lorsque la réparation de l'ADN des cellules somatiques endommagées par le rayonnement est incomplète. Il y a aussi une faible probabilité d'effets héréditaires (les dommages causés par le rayonnement se produisent dans les cellules germinales qui transmettent l'information génétique aux descendants de la personne exposée). Les effets stochastiques, en particulier les effets somatiques tardifs, constituent la principale conséquence d'une exposition aux rayonnements présents dans l'environnement.

Les effets stochastiques se produisent au hasard dans la nature, en ce sens qu'il est impossible de leur associer une relation causale quel que soit le cas. La seule corrélation entre la dose et la cancérogénèse qui ressort dans les grandes populations irradiées est une augmentation du nombre de cancers par rapport à l'incidence due au rayonnement de fond. Même si le risque de cancer est présumé à peu près proportionnel à la dose, il existe d'autres facteurs biologiques de risque, dont l'âge et l'état de santé au moment de l'exposition, le sexe, la sensibilité et des facteurs de confusion tels que les interactions avec d'autres agents chimiques.

L'information épidémiologique sur les risques et les effets des rayonnements provient surtout d'études de personnes ou de groupes qui ont été fortement ou moyennement irradiés, les plus importants de ces groupes étant celui des survivants des bombardements atomiques d'Hiroshima et de Nagasaki, celui des sujets qui ont reçu de fortes doses à des fins médicales ou thérapeutiques et celui des travailleurs sous rayonnements, en particulier les travailleurs des mines d'uranium, les peintres de cadrans au radium et les premiers radiologistes. Aux faibles niveaux d'exposition, la relation dose–réponse chez les humains est extrapolée à partir de ces résultats au moyen d'un modèle linéaire sans seuil. L'hypothèse de la linéarité est simple et les preuves qu'il s'agit d'une hypothèse prudente sont nombreuses. L'absence d'une dose seuil a une grande incidence sur l'évaluation du risque, en ce sens qu'elle présume qu'aucune dose, aussi faible soit-elle, ne peut en principe être considérée comme absolument sûre. Une autre conséquence découle du modèle : même si le risque pour une persone est faible, on peut prévoir un nombre fini de cancers théoriquement attribuables à l'exposition, pour peu que la population exposée soit grande.

Recommandations radiologiques relatives à l'eau potable

La Commission internationale de protection radiologique (CIPR) recommande une limite pour la dose efficace et la dose efficace engagée[¤] de 1 mSv pour toute combinaison de doses externes et internes, respectivement reçues ou engagées pendant une année, en excluant le rayonnement de fond naturel et les expositions à des fins médicales ou thérapeutiques. Le risque à vie additionnel pour tous les cancers mortels, les cancers non mortels pondérés selon la gravité et la facilité de guérison, et les maladies héréditaires résultant d'une seule exposition à 1 mSv a été estimé à $7{,}3 \times 10^{-5}$.[18] À un rythme d'exposition de 1 mSv/année pendant toute une vie (70 ans), le risque à vie total pour tous les cancers mortels, les cancers non mortels pondérés et les maladies héréditaires est de 6×10^{-3}.[19]

Dans l'établissement des recommandations concernant la dose de radionucléides dans l'eau potable, on reconnaît que la consommation d'eau ne représente qu'une partie de la dose de rayonnement totale et que certains radionucléides présents sont d'origine naturelle et, de ce fait, ne peuvent être exclus. Conséquemment, les concentrations maximales acceptables (CMA) pour les radionucléides dans l'eau potable ont été établies à partir d'une dose efficace engagée de 0,1 mSv provenant de la consommation d'eau potable pendant un an. Cette dose représente moins de 5 % de la dose annuelle moyenne attribuable au rayonnement de fond naturel (soit 2,6 mSv).

La dose de référence figurant dans les recommandations est fondée sur l'activité totale mesurée dans l'échantillon d'eau, que les radionucléides soient présents isolément ou en combinaison, et comprend la dose attribuable aux radionucléides naturels, contrairement à la recommandation de la CIPR. Le risque de maladie mortelle et de maladie non mortelle pondérée

[¤] La dose efficace est la grandeur obtenue en multipliant chacune des doses absorbées (énergie impartie par les rayonnements ionisants aux tissus) dans divers tissus et organes par le facteur de pondération du rayonnement (pour tenir compte de la capacité des rayonnements ionisants d'endommager les tissus) et par le facteur de pondération correspondant à chaque tissu ou organe (pour tenir compte des différentes susceptibilités des tissus à l'induction d'un cancer), et en faisant la somme des produits. La dose efficace engagée est la dose efficace accumulée au cours d'une période suivant une absorption unique de matière radioactive dans l'organisme.

pour une exposition à vie de 0,1 mSv/année se situe entre 10^{-5} et 10^{-6} par année, ou environ 6×10^{-4} au cours d'une vie. La limite de dose figurant dans les recommandations est fondée uniquement sur des considérations de santé et n'a pas été ajustée en fonction des limites et difficultés concernant la capacité d'échantillonnage et de traitement des approvisionnements en eau.

Pour faciliter la surveillance des radionucléides dans l'eau, le niveau de dose de référence est exprimé sous forme d'activité volumique, que l'on peut obtenir pour chaque radionucléide à partir des données radiologiques publiées. Le National Radiological Protection Board[16] a calculé, à l'aide de modèles métaboliques et dosimétriques, des facteurs de conversion de dose (FCD) pour les radionucléides, applicables aux adultes et aux enfants. Chaque FCD donne une estimation de la dose efficace engagée de 50 ou 70 ans résultant d'un apport unique de 1 Bq d'un radionucléide donné.

On obtient les CMA des radionucléides dans les approvisionnements publics en eau à partir des FCD applicables aux adultes, en supposant un apport quotidien en eau de 2 L, ou 730 L/année,[20] et une dose efficace engagée maximale de 0,1 mSv, ou 10 % de la limite fixée par la CIPR pour l'exposition du public :

$$\text{CMA (Bq/L)} = \frac{1 \times 10^{-4}\ \text{(Sv/année)}}{730\ \text{(L/année)} \times \text{FCD (Sv/Bq)}}$$

La consommation par un adulte d'une eau potable contenant un seul radionucléide à sa CMA, pendant un an, entraînerait une dose efficace engagée de 0,1 mSv.

Selon une étude sur la consommation d'eau potable au Canada,[20] 82 % des adultes, 88 % des enfants d'âge scolaire et 98 % des enfants d'âge préscolaire consomment moins de 2 L d'eau par jour. Dans le cas de certains radionucléides, les FCD sont plus élevés pour les enfants que pour les adultes, ce qui se traduirait par une CMA plus faible; toutefois, ce paramètre est compensé par une consommation plus faible chez les enfants.

On trouvera au tableau 1 les concentrations maximales acceptables de plusieurs radionucléides qui ont des périodes supérieures à un jour, qui proviennent de sources naturelles ou d'activités humaines et qui pourraient passer dans les approvisionnements publics en eau. Cette liste n'exclut toutefois pas la présence d'autres radionucléides dans les approvisionnements en eau.

Lorsque deux radionucléides ou plus touchant le même organe ou le même tissu sont présents dans l'eau potable, il faut respecter la relation suivante :

$$\frac{c_1}{CMA_1} + \frac{c_2}{CMA_2} + \cdots \frac{c_i}{CMA_i} \leq 1$$

où c_i et CMA_i sont les concentrations observées et les concentrations maximales acceptables, respectivement, pour chacun des radionucléides en question.

Application des recommandations

Les niveaux des radionucléides normalement présents dans l'eau potable sont bien inférieurs au seuil requis pour provoquer des effets radiologiques aigus. Dans presque tous les cas, la limite est définie par une exposition chronique ou cumulée pendant un an. Il faudrait procéder à l'échantillonnage et au dosage des différents radionucléides assez souvent pour caractériser avec précision l'exposition annuelle. Si la source de l'activité est ou semble être très variable dans le temps, il faudrait déterminer la fréquence d'échantillonnage en conséquence. S'il n'y a aucune raison de croire que la source varie dans le temps, l'échantillonnage peut se faire de manière saisonnière, semi-annuelle ou annuelle. Si les concentrations mesurées sont constantes et bien inférieures aux niveaux de référence, on est justifié de réduire la fréquence d'échantillonnage. En revanche, la fréquence d'échantillonnage devrait être maintenue, voire augmentée, si les concentrations approchent les niveaux de référence.

Les échantillons d'eau peuvent d'abord être soumis à un test de dépistage de la radioactivité par des techniques de dosage des activités alpha et bêta brutes, dans les limites de la méthode employée. On peut supposer que les recommandations sont suivies si les mesures des activités alpha et bêta brutes sont inférieures à 0,1 Bq/L et à 1 Bq/L, respectivement, ces valeurs étant inférieures aux CMA les plus rigoureuses (celles du ^{210}Pb pour l'activité alpha et du ^{90}Sr pour l'activité bêta). Si les deux niveaux de dépistage sont dépassés, il faut identifier les différents radionucléides et en mesurer les concentrations d'activité. Si le test additif est satisfaisant, aucune autre intervention ne s'impose : l'eau est apte à la consommation humaine sur le plan radiologique (mais des tests de contamination chimique ou biologique peuvent encore s'avérer nécessaires). Si la somme est supérieure à l'unité pour un seul échantillon, la dose de référence ne serait dépassée que si l'exposition à la même concentration mesurée durait une année complète. Par conséquent, un tel résultat n'indique pas en soi que l'eau est impropre à la consommation et ne devrait être considéré que comme indiquant que d'autres tests, y compris d'autres échantillonnages, s'imposent.[10]

Le traitement d'une eau d'approvisionnement contenant des radionucléides devrait être régi par le principe du maintien des expositions au niveau le plus bas que l'on peut raisonnablement atteindre en tenant compte des facteurs socioéconomiques et ne devrait être envisagé que si aucun autre approvisionnement en eau n'est possible. Le meilleur moyen de limiter

Tableau 1
Concentrations maximales acceptables (CMA) des radionucléides dans l'eau potable

Radionucléide		Période ($t_{½}$)	FCD (Sv/Bq)	CMA (Bq/L)
Radionucléides naturels				
Béryllium 7	^{7}Be	53,3 jours	$3,3 \times 10^{-11}$	4 000
Bismuth 210	^{210}Bi	5,01 jours	$2,1 \times 10^{-9}$	70
Plomb 210	^{210}Pb	22,3 ans	$1,3 \times 10^{-6}$	0,1
Polonium 210	^{210}Po	138,4 jours	$6,2 \times 10^{-7}$	0,2
Radium 224	^{224}Ra	3,66 jours	$8,0 \times 10^{-8}$	2
Radium 226	^{226}Ra	1 600 ans	$2,2 \times 10^{-7}$	0,6
Radium 228	^{228}Ra	5,76 ans	$2,7 \times 10^{-7}$	0,5
Thorium 228	^{228}Th	1,91 ans	$6,7 \times 10^{-8}$	2
Thorium 230	^{230}Th	$7,54 \times 10^{4}$ ans	$3,5 \times 10^{-7}$	0,4
Thorium 232	^{232}Th	$1,40 \times 10^{10}$ ans	$1,8 \times 10^{-6}$	0,1
Thorium 234	^{234}Th	24,1 jours	$5,7 \times 10^{-9}$	20
Uranium 234	^{234}U	$2,45 \times 10^{5}$ ans	$3,9 \times 10^{-8}$	4*
Uranium 235	^{235}U	$7,04 \times 10^{8}$ ans	$3,8 \times 10^{-8}$	4*
Uranium 238	^{238}U	$4,47 \times 10^{9}$ ans	$3,6 \times 10^{-8}$	4*
*Radionucléides artificiels***				
Américium 241	^{241}Am	432 ans	$5,7 \times 10^{-7}$	0,2
Antimoine 122	^{122}Sb	2,71 jours	$2,8 \times 10^{-9}$	50
Antimoine 124	^{124}Sb	60,2 jours	$3,6 \times 10^{-9}$	40
Antimoine 125	^{125}Sb	2,76 ans	$9,8 \times 10^{-10}$	100
Argent 108m	^{108m}Ag	127 ans	$2,1 \times 10^{-9}$	70
Argent 110m	^{110m}Ag	249,8 jours	$3,0 \times 10^{-9}$	50
Argent 111	^{111}Ag	7,47 jours	$2,0 \times 10^{-9}$	70
Baryum 140	^{140}Ba	12,8 jours	$3,7 \times 10^{-9}$	40
Brome 82	^{82}Br	35,3 heures	$4,8 \times 10^{-10}$	300
Calcium 45	^{45}Ca	165 jours	$8,9 \times 10^{-10}$	200
Calcium 47	^{47}Ca	4,54 jours	$2,2 \times 10^{-9}$	60
Carbone 14	^{14}C	5 730 ans	$5,6 \times 10^{-10}$	200
Cérium 141	^{141}Ce	32,5 jours	$1,2 \times 10^{-9}$	100
Cérium 144	^{144}Ce	284,4 jours	$8,8 \times 10^{-9}$	20
Césium 131	^{131}Cs	9,69 jours	$6,6 \times 10^{-11}$	2 000
Césium 134	^{134}Cs	2,07 ans	$1,9 \times 10^{-8}$	7
Césium 136	^{136}Cs	13,1 jours	$3,0 \times 10^{-9}$	50
Césium 137	^{137}Cs	30,2 ans	$1,3 \times 10^{-8}$	10
Chrome 51	^{51}Cr	27,7 jours	$5,3 \times 10^{-11}$	3 000
Cobalt 57	^{57}Co	271,8 jours	$3,5 \times 10^{-9}$	40
Cobalt 58	^{58}Co	70,9 jours	$6,8 \times 10^{-9}$	20
Cobalt 60	^{60}Co	5,27 ans	$9,2 \times 10^{-8}$	2
Fer 55	^{55}Fe	2,68 ans	$4,0 \times 10^{-10}$	300
Fer 59	^{59}Fe	44,5 jours	$3,1 \times 10^{-9}$	40

* L'activité volumique de l'uranium naturel correspondant à la recommandation chimique de 0,1 mg/L (voir le résumé séparé des critères pour l'uranium dans la documentation à l'appui) est d'environ 2,6 Bq/L.

** Le tritium et le ^{14}C sont aussi produits naturellement en quantités importantes dans l'atmosphère.

Tableau 1 (suite)

Radionucléide		Période ($t_{½}$)	FCD (Sv/Bq)	CMA (Bq/L)
Gallium 67	^{67}Ga	78,3 heures	$2,6 \times 10^{-10}$	500
Indium 111	^{111}In	2,81 jours	$3,9 \times 10^{-10}$	400
Iode 125	^{125}I	59,9 jours	$1,5 \times 10^{-8}$	10
Iode 129	^{129}I	$1,60 \times 10^{7}$ ans	$1,1 \times 10^{-7}$	1
Iode 131	^{131}I	8,04 jours	$2,2 \times 10^{-8}$	6
Manganèse 54	^{54}Mn	312,2 jours	$7,3 \times 10^{-10}$	200
Mercure 197	^{197}Hg	64,1 heures	$3,3 \times 10^{-10}$	400
Mercure 203	^{203}Hg	46,6 jours	$1,8 \times 10^{-9}$	80
Molybdène 99	^{99}Mo	65,9 heures	$1,9 \times 10^{-9}$	70
Neptunium 239	^{239}Np	2,35 jours	$1,2 \times 10^{-9}$	100
Niobium 95	^{95}Nb	35,0 jours	$7,7 \times 10^{-10}$	200
Or 198	^{198}Au	2,69 jours	$1,6 \times 10^{-9}$	90
Phosphore 32	^{32}P	14,3 jours	$2,6 \times 10^{-9}$	50
Plutonium 238	^{238}Pu	87,7 ans	$5,1 \times 10^{-7}$	0,3
Plutonium 239	^{239}Pu	$2,41 \times 10^{4}$ ans	$5,6 \times 10^{-7}$	0,2
Plutonium 240	^{240}Pu	6 560 ans	$5,6 \times 10^{-7}$	0,2
Plutonium 241	^{241}Pu	14,4 ans	$1,1 \times 10^{-8}$	10
Rhodium 105	^{105}Rh	35,4 heures	$5,4 \times 10^{-10}$	300
Rubidium 81	^{81}Rb	4,58 heures	$5,3 \times 10^{-11}$	3 000
Rubidium 86	^{86}Rb	18,6 jours	$2,5 \times 10^{-9}$	50
Ruthénium 103	^{103}Ru	39,2 jours	$1,1 \times 10^{-9}$	100
Ruthénium 106	^{106}Ru	372,6 jours	$1,1 \times 10^{-8}$	10
Sélénium 75	^{75}Se	119,8 jours	$2,1 \times 10^{-9}$	70
Sodium 22	^{22}Na	2,61 ans	$3,0 \times 10^{-9}$	50
Soufre 35	^{35}S	87,2 jours	$3,0 \times 10^{-10}$	500
Strontium 85	^{85}Sr	64,8 jours	$5,3 \times 10^{-10}$	300
Strontium 89	^{89}Sr	50,5 jours	$3,8 \times 10^{-9}$	40
Strontium 90	^{90}Sr	29 ans	$2,8 \times 10^{-8}$	5
Technétium 99	^{99}Tc	$2,13 \times 10^{5}$ ans	$6,7 \times 10^{-10}$	200
Technétium 99m	^{99m}Tc	6,01 heures	$2,1 \times 10^{-11}$	7 000
Tellure 129m	^{129m}Te	33,4 jours	$3,9 \times 10^{-9}$	40
Tellure 131m	^{131m}Te	32,4 heures	$3,4 \times 10^{-9}$	40
Tellure 132	^{132}Te	78,2 heures	$3,5 \times 10^{-9}$	40
Thallium 201	^{201}Tl	3,04 jours	$7,4 \times 10^{-11}$	2 000
Tritium	^{3}H	12,3 ans	$1,8 \times 10^{-11}$	7 000
Ytterbium 169	^{169}Yb	32,0 jours	$1,1 \times 10^{-9}$	100
Yttrium 90	^{90}Y	64 heures	$4,2 \times 10^{-9}$	30
Yttrium 91	^{91}Y	58,5 jours	$4,0 \times 10^{-9}$	30
Zinc 65	^{65}Zn	243,8 jours	$3,8 \times 10^{-9}$	40
Zirconium 95	^{95}Zr	64,0 jours	$1,3 \times 10^{-9}$	100

efficacement les émissions de radionucléides dans l'environnement consiste à en contrôler la source par voie de réglementation lorsque ces radionucléides proviennent d'activités humaines, sauf s'ils sont dispersés à l'échelle planétaire (comme le ^{137}Cs et le ^{90}Sr) lors d'essais d'armes ou d'accidents nucléaires. C'est par voie de réglementation qu'il faut intervenir lorsque de telles sources émettent pendant des périodes prolongées plus de radionucléides que ne le prévoient les recommandations. Ces dernières s'appliquent à l'exposition totale provenant d'approvisionnements en eau potable et ne visent pas à remplacer les limites réglementaires régissant les émissions de radionucléides provenant d'activités humaines. Tout établissement qui émet des radionucléides dans une source d'eau potable doit satisfaire à la réglementation établie par la CCEA.

Ces recommandations s'appliquent aux conditions normales d'utilisation des approvisionnements en eau existants ou futurs. Elles ne s'appliquent pas lorsqu'il y a contamination durant une situation d'urgence où des radionucléides sont émis dans l'environnement.

Références bibliographiques

1. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and effects of ionizing radiation. Nations Unies, New York, NY, 1993.

2. National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP). Exposure of the population in the United States and Canada from natural background radiation, rapport n° 94 du NCRP, Bethesda, MD, 1987.

3. Eisenbud, M. Environmental radioactivity. 3e édition. Academic Press, Orlando, FL, 1987.

4. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. Programmes de surveillance radiologique. Bureau de la radioprotection, Direction de l'hygiène du milieu, Ottawa, 1959-1993.

5. Baweja, A.S., Joshi, S.R., et Demayo, A. Concentration des radionucléides dans certaines eaux au Canada : rapport sur le programme national de contrôle des radionucléides, 1981-1984. Direction de la qualité des eaux, Environnement Canada, Ottawa, 1987.

6. Chant, L.A., Workman, W.J.G., King, K.J. et Cornett, R.J. Tritium concentrations in Lake Ontario, rapport de recherche d'EACL n° RC-1149, COG-93-484. Énergie atomique du Canada Limitée, Chalk River (Ontario), 1993.

7. Ontario Hydro. Annual summary and assessment of environmental radiological data for 1990, HSD-HP-91-20. Health and Safety Division, Toronto (Ontario), 1991.

8. Commission mixte internationale (CMI). 1983 report on Great Lakes water quality, appendix on radioactivity. Great Lakes Water Quality Board, Windsor (Ontario), 1983.

9. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. La radioactivité ambiante au Canada 1988, rapport annuel de surveillance radiologique. Bureau de la radioprotection, Direction de l'hygiène du milieu, Ottawa, 1991.

10. Organisation mondiale de la santé (OMS). Directives de qualité pour l'eau de boisson, vol. I, Recommendations. 2e édition, Genève, 1993.

11. Los Alamos National Laboratory (LANL). Health and environmental chemistry: analytical techniques, data management, and quality assurance, vol. II. M. A. Gautier et E. S. Gladney (dir. de publ.). LA-10300-M, Los Alamos, NM, 1992.

12. Environmental Measurements Laboratory (EML). EML procedures manual, HASL-300. U. S. Department of Energy, New York, NY, 1990.

13. Association of Official Analytical Chemists (AOAC). Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists. 15e édition. Washington, DC, 1990.

14. U. S. Environmental Protection Agency (EPA). Radiochemistry procedures manual, EPA 520/5-84-006. Eastern Environmental Radiation Facility, Montgomery, AL, 1987.

15. Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources (EMR). Radiochemical procedures for determination of selected members of the uranium and thorium series. G.L. Smithson (dir. de publ.), rapport de CANMET n° 78-22. Centre canadien de technologie des minéraux et de l'énergie, Ottawa, 1979.

16. National Radiological Protection Board (NRPB). Committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides. NRPB R-245, HMSO. Chilton, Londres, R.-U., 1991.

17. Organisation mondiale de la santé (OMS). Quelques radionucléides. Critère d'hygiène du milieu 25, Genève, 1983.

18. Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Recommandations de 1990 de la Commission internationale de protection radiologique. Publication 60 de la CIPR. Annales de la CIPR 21, n° 1-3. Pergamon Press, Oxford, R.-U., 1991.

19. Clarke, R.H. 1990 recommendations of the ICRP, Radiological Protection Bulletin 119 (Supplement). National Radiological Protection Board, Chilton, R.-U., 1991.

20. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. Consommation de l'eau du robinet au Canada. Direction de l'hygiène du milieu, Ottawa, 1981.